

塔里木河流域未利用地农业生产开发生态风险研究^①

焦伟¹, 刘新平^{1*}, 武荣伟², 梁玲霞¹, 张琳¹

(1 新疆农业大学管理学院, 乌鲁木齐 830052; 2 中国科学院新疆生态与地理研究所, 乌鲁木齐 830011)

摘要: 塔里木河流域生态的脆弱性和农业生产开发过程中开荒规模的绝对性使其局部地区存在较大的生态风险隐患, 本文选取塔里木河流域作为研究区域, 以未利用地农业生产开发生态风险为研究对象, 运用 AHP(层次分析法)和生态风险指数法对塔里木河流域未利用地农业生产开发过程中暴露出的土壤、水环境和社会生态风险进行评价, 通过县域空间和风险源累积量响应分析得出以下结论: 拜城县、阿克苏市、乌什县、喀什市、阿拉尔市生态风险较高; 低风险集中带主要有若羌-且末县、阿图什-乌恰县、皮山县、英吉沙-莎车县等。新和县、墨玉县与洛浦县临界地带, 土壤风险程度较高; 库车县与新和县交界地带水环境生态风险较高, 生态风险值为 0.043 2; 轮台县东北部与焉耆回族自治县交界处、阿瓦提县与温宿县交界处、阿图什市西南部与喀什市交界处社会生态风险较高。

关键词: 未利用地; 农业生产开发; 风险评价; AHP; 塔里木河流域

中图分类号: U412.1 文献标识码: A

新疆地域辽阔, 未利用地资源丰富。解放以来, 新疆的未利用地开发主要经历了 3 次大的增长时期, 分别为 1958—1960 年和 1966—1973 年两次大的开荒时期, 以及 1996—2009 年持续增长时期。目前, 学者对未利用地开发生态风险方面的研究, 主要以土地利用结构变化潜藏生态风险和未利用地非农业生产开发转变引致的生态环境风险问题为主, 但对未利用地农业生产开发方面的生态风险研究相对较少^[1-3]。

鉴于塔里木河流域在未利用地开荒过程中规模的绝对性和新疆绿洲区生态的脆弱性等基本特点, 选取塔里木河流域作为研究区域, 以未利用地农业生产开发生态风险为研究对象, 从未利用地农业生产开发过程中暴露出的土壤生态风险、水环境生态风险和社会生态风险角度入手, 构建风险评价指标体系, 运用 AHP(层次分析法)和生态指数、生态脆弱性指数、污染风险指数、灾害概率指数法计算生态风险值, 并从县域空间尺度分析生态风险特征, 既有学术上的探索意义, 又有解决当地农业生产与生态环境之间矛盾的现实意义^[4-8]。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

塔里木河流域(73°10' ~ 94°05' E, 34°55' ~ 43°08' N)

位于新疆南部, 地处天山山脉和昆仑山、帕米尔高原之间, 远离海洋, 地形封闭。目前与塔里木河干流有地表水力联系的只有阿克苏河、叶尔羌河、和田河、开都河, 孔雀河通过扬水站从博斯腾湖抽水经库塔干渠向塔里木河下游灌区输水, 形成“四源一干”的水资源格局。流域包括巴音郭楞蒙古自治州、阿克苏地区、喀什地区、克孜勒苏克尔克孜自治州、和田地区 5 个地州, 流域总人口为 1 127.2 万人, 其中少数民族 959.48 万人, 占总人口的 85.12%, 流域内现有灌溉面积近 133 万 hm^2 。

1.2 塔里木河流域未利用地农业生产开发状况

塔里木河流域未利用地开发呈波动上升趋势, 经历 1955—1980 年与 1990—2015 年的两次大规模增长阶段, 平均新增耕地面积分别为 7.95 万 hm^2 、31.59 万 hm^2 , 平均增长率分别为 57.96%、123.09%(表 1)。1980—1990 年耕地面积有所减少, 平均减少 2.25 万 hm^2 , 开荒速度得到暂时的放缓。

1.3 数据来源

基本数据来源于《新疆统计年鉴 2015》、2014 年末新疆维吾尔自治区土地利用变更数据、《塔里木河流域耕地开发报告研究 2007》; 风险评价类数据主要来自《新疆维吾尔自治区耕地监测数据 2015》《新疆荒漠化公报 1994, 2014》。

基金项目: 国家自然科学基金项目(71663051)资助。

* 通讯作者(lxp16@163.com)

作者简介: 焦伟(1990—), 男, 河南人, 硕士, 研究方向为土地利用与规划。E-mail: 495791013@qq.com

表 1 塔里木河流域未利用地农业生产开发状况
Table 1 Reclamation status of unused land in Tarim River Basin

地区	1955—1980 年		1980—1990 年		1990—2015 年	
	新增耕地(万 hm ²)	增长率(%)	新增耕地(万 hm ²)	增长率(%)	新增耕地(万 hm ²)	增长率(%)
巴州	8.35	112.69	0.05	0.32	34.13	215.90
阿克苏	14.22	49.26	-2.97	-6.89	36.89	91.96
克州	2.23	69.04	-1.34	-24.54	3.22	78.19
喀什	10.2	26.92	-3.41	-7.09	73.11	163.64
和田	4.75	31.92	-3.56	-18.14	10.57	65.77
平均增量	7.95	57.97	-2.246	-11.27	31.584	123.09
合计增量	39.75		-11.23		157.92	

1.4 未利用地生态风险评价单元识别

对比 1990 年(数据不全)和 2015 年塔里木河流域遥感影像,耕地监测更新图斑与 2014 年末新疆维吾尔自治区土地利用变更图斑,筛选出未利用地开发图斑 1 247 块。运用 ArcGIS 软件叠加 2015 年耕地土壤数据,筛选 183 块未利用地农业生产开发生态风险评价单元,涉及塔里木河流域 43 个县市。评价单元平均面积 49.05 hm²,总面积 8 976.15 hm²,占新增耕地面积的 0.57%。183 块风险评价单元沿流域绿洲区分布,上游喀什噶尔河与叶尔羌河流域,中游阿克苏河流域,下游开都河与孔雀河流域,以及和田河上游与车臣河下游部分流域。

2 未利用地农业生产开发生态风险评价方法与体系构建

2.1 生态风险综合评价方法

生态风险综合评价即评估危害作用的大小以及发生的概率过程,将暴露分析和危害分析等结合起

来,考虑综合效应,得出评价结论。综合生态风险值可由下式计算:

$$R_i = \sum P_{ij} W_j$$

式中: R_i 为第 i 个评价区域的生态风险值; P_{ij} 为第 i 个评价区域内第 j 类生态风险的发生概率或污染风险(破坏指数、损失度)等评价指数; W_j 为第 j 类风险的加权值^[9-10]。

2.2 生态风险评价体系构建与指标权重计算

参考 2012 版农用地质量分等技术标准、章海波等人^[11]土地生态风险评价标准,以及学术领域普遍认可的生态风险源和综合评价指标,构建未利用地农业生产开发二级评价体系。一级准则层包括:土壤、水环境和社会生态;二级指标层 14 项,其中,土壤层主要针对土壤理化性质、肥力进行指标选取;水环境生态风险层主要针对水资源状况、利用和污染状况进行选取;社会生态风险层主要针对社会生态和风险状况进行指标选取。指标划分为生态指数、生态脆弱性指数、污染风险指数以及灾害概率指数,运用 AHP 方法得到风险评价指标属性和权重,如表 2 所示。

表 2 生态风险评价指标层与指标权重
Table 2 Ecological risk evaluation indexes and their weight

目标层	准则层	指标层	生态风险评价指数	指标属性	权重
未利用地农业生产开发生态风险 A	土壤生态风险 B1	土壤厚度指数 C1	生态脆弱性指数	负向指标	0.010 8
		土壤 pH 指数 C2	生态脆弱性指数	正向指标	0.068 2
		有机质含量指数 C3	生态脆弱性指数	负向指标	0.029 0
		土壤盐渍化指数 C4	生态脆弱性指数	正向指标	0.074 3
		土壤化肥污染指数 C5	污染风险指数	正向指标	0.102 9
		地膜污染指数 C6	污染风险指数	正向指标	0.024 1
	水环境生态风险 B2	人均水资源拥有量指数 C7	生态指数	负向指标	0.211 5
		农业用水量指数 C8	生态脆弱性指数	正向指标	0.133 2
		水土流失风险指数 C9	灾害概率指数	正向指标	0.145 0
		重金属污染指数 C10	污染风险指数	正向指标	0.091 5
	社会生态风险 B3	人均草地面积指数 C11	生态指数	负向指标	0.026 1
		人均森林面积指数 C12	生态指数	负向指标	0.056 1
		自然灾害风险指数 C13	灾害概率指数	正向指标	0.008 5
		荒漠化风险指数 C14	灾害概率指数	正向指标	0.018 9

2.3 生态脆弱性指数响应系数与生态风险评价指数计算

2.3.1 生态脆弱性指数响应系数 采用 SR(状态-响应)模型,以水资源生态环境、社会生态环境和生态环境压力构建塔里木河流域综合生态环境评价体系,将 1990 年、2015 年两期综合生态环境分值变化

量的 Z 值标准化处理结果作为因变量,土壤厚度、土壤 pH、有机质含量、土壤盐渍化程度、灌溉用水量指数变化量 Z 值标准化处理结果作为自变量,运用 SPSS 统计软件做线性回归处理,回归模型 R^2 为 0.983 0,调整 R^2 为 0.959 0,模型拟合良好^[12-13],得到生态脆弱性指数生态响应系数如表 3 所示。

表 3 生态脆弱性指数响应系数
Table 3 Response coefficients of ecological vulnerability indexes

生态脆弱性指标 Z 值标准化	响应系数	R^2	调整 R^2	F	Sig.
Z(土壤厚度)	0.089 5	0.983 0	0.959 0	39.720 0	0.025
Z(土壤 pH)	-0.201 5				
Z(有机质含量)	0.001 0				
Z(土壤盐渍化程度)	-0.633 2				
Z(灌溉用水量指数)	-0.383 6				

2.3.2 生态风险评价指数计算公式与解释 参考米琳迪^[14]生态风险指数算法(表 4)。生态脆弱性指数用脆弱性响应系数与脆弱指数的乘积和表示其对外界干扰反应的灵敏程度,污染风险指数用污染物的实测浓度值与污染物的环境质量标准值比值来度量。其中,土壤化肥污染指

数以土壤氮、磷、钾含量的实测值与标准值的比值与其超量危害程度乘积的加权和($N\ P\ K=0.35\ 0.3\ 0.35$)计算而得;水环境重金属污染指数以农业生产性水源水质 Hg、Cd 含量的实测值与标准值的比值与其超量危害程度乘积的加权和($Hg\ Cd=0.55\ 0.45$)计算而得。

表 4 生态风险评价指数计算公式与解释
Table 4 Formula and explanation of ecological risk assessment indexes

生态风险评价指数	意义	计算公式	公式解释
生态指数	生态指数反映评价单位的基本生态环境状况,通过人均水资源拥有量、草地面积、森林面积与地区平均水平的比值来反映,比值越高即生态风险越低,比值越低生态风险越高。	$I_i = e_i / E_i$	式中: I_i 为第 <i>i</i> 类生态指数; e_i 为第 <i>i</i> 种评价因子生态状况值; E_i 为地区第 <i>i</i> 种评价因子生态状况平均值。
生态脆弱性指数	生态脆弱性指数是指某地区生态系统或环境在受到干扰时容易从一种状态转变为另一种状态,并难以恢复到初始状态的能力,是环境对外界干扰反应的灵敏程度。	$RI_i = \sum T_i \cdot C_i / C_{i\text{标}}$	式中: RI_i 为第 <i>i</i> 类生态脆弱性指数; T_i 为第 <i>i</i> 类脆弱性评价指标响应系数; C_i 为第 <i>i</i> 类脆弱性评价指标的实测值; $C_{i\text{标}}$ 为第 <i>i</i> 类脆弱性评价指标的标准值。
污染风险指数	污染风险指数指某种污染物对环境的损坏程度,可以通过等标污染指数来度量。	$P_i = c_i / C_{i\text{标}}$	式中: P_i 为污染风险指数; c_i 为第 <i>i</i> 种污染物的实测浓度值; $C_{i\text{标}}$ 为第 <i>i</i> 种污染物的环境质量标准值。
灾害概率指数	灾害概率指数可以通过评价单元近 3a 平均自然灾害发生频数与历史平均自然灾害发生次数比值反映。	$K_i = c_i / C_i$	式中: K_i 为灾害概率指数; c_i 为第 <i>i</i> 种灾害近 3a 平均发生频数; C_i 为第 <i>i</i> 种灾害的历史平均发生次数。

2.4 县域生态风险评价结果

1) 评价结果。将运用生态风险综合评价法得到的 183 个风险结果,按县域行政区划划分并以界内风险均值 RI_{mean} 作为县域风险水平评价结果,如表 5 所示。其中,生态风险平均值较高的县(市)为拜城县(RI_{mean} 为 0.415 3)、阿克苏市(0.434 0)、乌什县(0.438 0)、喀什市(0.441 7)、阿拉尔市(0.454 0)。生态风险平均值较低的县(市)为乌恰县(RI_{mean} 为 0.021 8)、阿图什市(0.083 3)、阿合奇县(0.146 4)、柯坪县(0.166 4)。

2) 等级划分。参考杨克磊等人^[15]对流域水资源环境、土壤等生态风险的评价结果以及等级划分方法,结合塔里木河流域生态状况划定风险等级,方法如表 6 所示。

3) 等级分布。未利用地农业生产开发生态风险等级分布情况为(图 1),I 级(低等级)较少,面积 513.94 hm^2 ,主要分布于喀什噶尔河上游的乌恰县与阿图什县;II 级(较低等级)与 III 级(中等级)较多,II 级面积 3 458.76 hm^2 ,主要分布于巴州南部的若羌、且末县、

表 5 县域生态风险评估结果

Table 5 Results of ecological risk assessment at county scale

县(市)	县域生态风险综合情况		分层次县域生态风险情况		
	RI _{max}	RI _{mean}	土壤生态风险	水环境生态风险	社会生态风险
阿克苏市	0.526 7	0.434 0	0.134 2	0.252 3	0.047 6
阿瓦提县	0.323 7	0.285 7	0.088 3	0.166 1	0.031 3
拜城县	0.566 2	0.415 3	0.128 4	0.241 4	0.045 5
柯坪县	0.407 2	0.166 4	0.051 4	0.096 7	0.018 2
库车县	0.506 0	0.360 7	0.111 5	0.209 6	0.039 5
沙雅县	0.287 0	0.228 9	0.070 7	0.133 0	0.025 1
温宿县	0.247 3	0.247 3	0.076 5	0.143 8	0.027 1
乌什县	0.542 5	0.438 0	0.135 4	0.254 6	0.048 0
新和县	0.502 1	0.366 1	0.113 2	0.212 8	0.040 1
博湖县	0.531 3	0.288 8	0.089 3	0.167 9	0.031 7
和静县	0.348 6	0.299 5	0.092 6	0.174 1	0.032 8
和硕县	0.421 5	0.275 3	0.085 1	0.160 1	0.030 2
库尔勒市	0.449 8	0.293 5	0.090 7	0.170 6	0.032 2
轮台县	0.445 1	0.323 8	0.100 1	0.188 2	0.035 5
且末县	0.443 5	0.215 2	0.066 5	0.125 1	0.023 6
若羌县	0.220 8	0.178 0	0.055 0	0.103 5	0.019 5
尉犁县	0.419 5	0.296 3	0.091 6	0.172 2	0.032 5
焉耆	0.460 2	0.381 1	0.117 8	0.221 5	0.041 8
策勒县	0.440 5	0.307 8	0.095 2	0.178 9	0.033 7
和田市	0.244 8	0.244 8	0.075 7	0.142 3	0.026 8
和田县	0.417 1	0.259 4	0.080 2	0.150 8	0.028 4
洛浦县	0.433 3	0.374 3	0.1157	0.217 6	0.041 0
民丰县	0.343 2	0.343 2	0.106 1	0.199 5	0.037 6
墨玉县	0.476 2	0.368 0	0.113 8	0.213 9	0.040 3
皮山县	0.428 6	0.209 5	0.064 8	0.121 8	0.023 0
于田县	0.390 5	0.286 1	0.088 4	0.166 3	0.031 4
巴楚县	0.359 0	0.267 6	0.082 7	0.155 6	0.029 3
喀什市	0.480 1	0.4417	0.136 6	0.256 8	0.048 4
麦盖提县	0.372 1	0.271 4	0.083 9	0.157 7	0.029 7
莎车县	0.427 9	0.251 5	0.077 7	0.146 2	0.027 6
疏附县	0.200 7	0.178 7	0.055 2	0.103 9	0.019 6
疏勒县	0.339 3	0.228 4	0.070 6	0.132 8	0.025 0
塔县	0.410 2	0.204 9	0.063 4	0.119 1	0.022 5
叶城县	0.428 6	0.209 5	0.064 8	0.121 8	0.023 0
英吉沙县	0.507 7	0.261 0	0.080 7	0.151 7	0.028 6
岳普湖县	0.444 3	0.310 6	0.096 0	0.180 5	0.034 0
泽普县	0.422 7	0.299 7	0.092 7	0.174 2	0.032 8
伽师县	0.367 8	0.367 8	0.113 7	0.213 8	0.040 3
阿合奇县	0.397 2	0.146 4	0.045 3	0.085 1	0.016 0
阿克陶县	0.370 2	0.194 9	0.060 3	0.113 3	0.021 4
阿图什市	0.143 1	0.083 3	0.025 7	0.048 4	0.009 1
乌恰县	0.021 8	0.021 8	0.006 7	0.012 6	0.002 4
阿拉尔市	0.526 7	0.454 0	0.140 4	0.263 9	0.049 8
图木舒克	0.359 0	0.267 6	0.082 7	0.155 6	0.029 3

3.1.2 水环境生态风险分析 以库尔勒市为中心轮台县、博湖县、焉耆回族自治县水环境风险水平较低,平均生态风险值 0.019 0;以柯坪县为中心乌什县、

阿合奇县平均风险值 0.031 2。水环境风险较高的地区分别在库车县与新和县交界处、民丰县与于田县交界处,平均生态风险值分别为 0.043 2、0.041 5(图 4)。

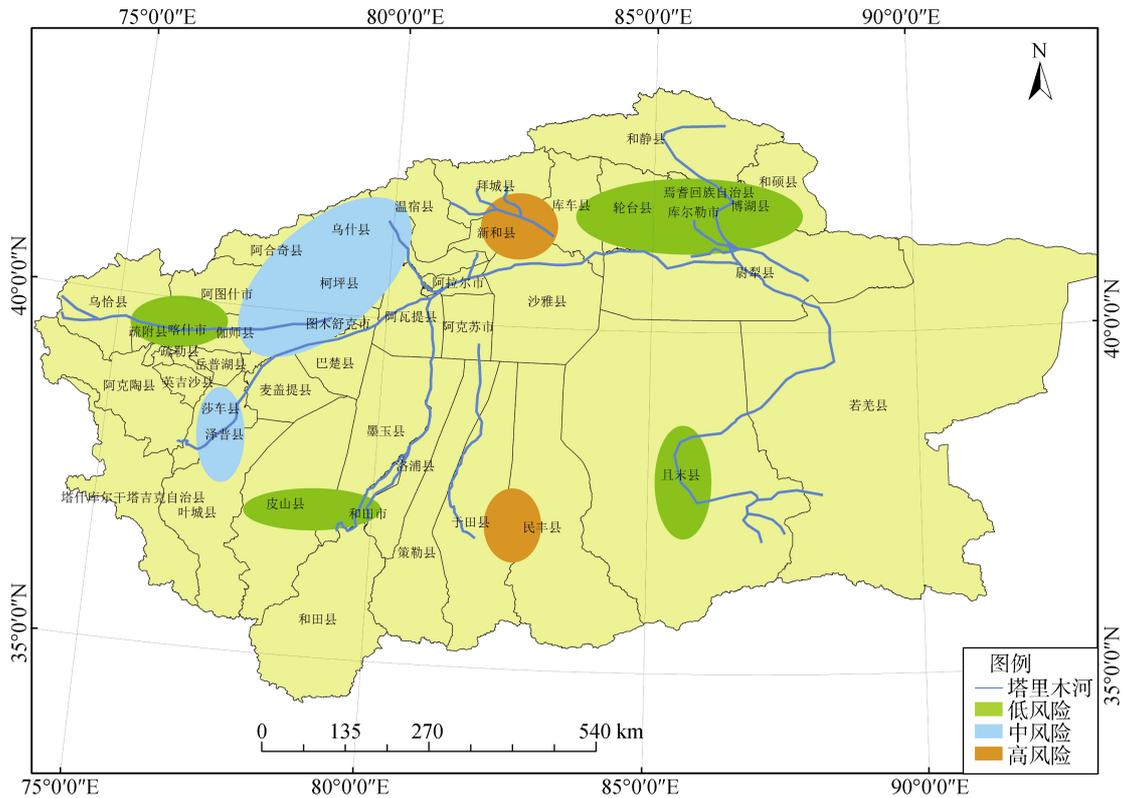


图 4 水环境生态风险分布
Fig. 4 Distribution of water environment ecological risk

水环境风险较高地区主要原因有三:第一,水资源承载量不足,如民丰县,位于塔克拉玛干沙漠南缘,年降水量仅 30.5 mm,年蒸发量高达 2 756 mm,南部的吕什塔克冰川是主要的水源补给;第二,以棉花、大枣、果园等经济作物为导向的农业生产模式灌溉需水量大,加大库车、拜城等县水资源平衡压力;第三,塔里木河流域施肥方式多以灌渠施肥为主,肥量把控、渗漏和富集问题,容易引起化肥中掺杂重金属面源污染风险。

3.1.3 社会生态风险分析 轮台县东北部与焉耆回族自治县交界处、阿瓦提县与温宿县交界处、阿图什市西南部与喀什市交界处风险较高(图 5),社会生态风险平均值分别为 0.037 5、0.035 3、0.047 2;社会生态风险较低的区域集中分布于疏勒县、莎车县、泽普县、皮山县一带,平均风险 0.021 1;而环塔克拉玛干沙漠边缘的新和县、于田县、民丰县、且末县社会风险程度已经达到中级水平,平均风险值在 0.027 6 ~ 0.031 2。

社会生态风险分布与地区自然气候条件、人口-社会-经济-技术条件有关,焉耆盆地粗放的工农业生产方式是造成局部生态风险较高的主要原因,林地、草地面积减少,水土流失严重,其重要表现是对博斯腾古湖的营养富集污染。而疏附县、阿瓦提县则是生态环境的先天弱势与地区生态治理经济技术条件后天不足,叠加形成的综合结果。

3.2 塔里木河流域未利用地农业生产开发生态风险响应分析

3.2.1 土壤生态风险响应分析 塔里木河流域 1990—2015 年新增耕地合计 157.92 万 hm^2 ,化肥累积施用量 820.48 万 t,地膜累积覆盖面积 920.50 万 hm^2 ,地区土壤生态风险均值 0.080 5(表 7)。运用 SPSS 线性回归得到土壤生态风险响应系数。其中,累积化肥施用量、累积地膜覆盖面积与地区土壤生态风险均值呈正相关,响应系数分别为 2.430、1.519。意味着地区化肥施用量、地膜覆盖面积每累积增加 1 单位(万 t、万 hm^2),地区土壤生态风险将对应增加 0.024 3、0.015 2。

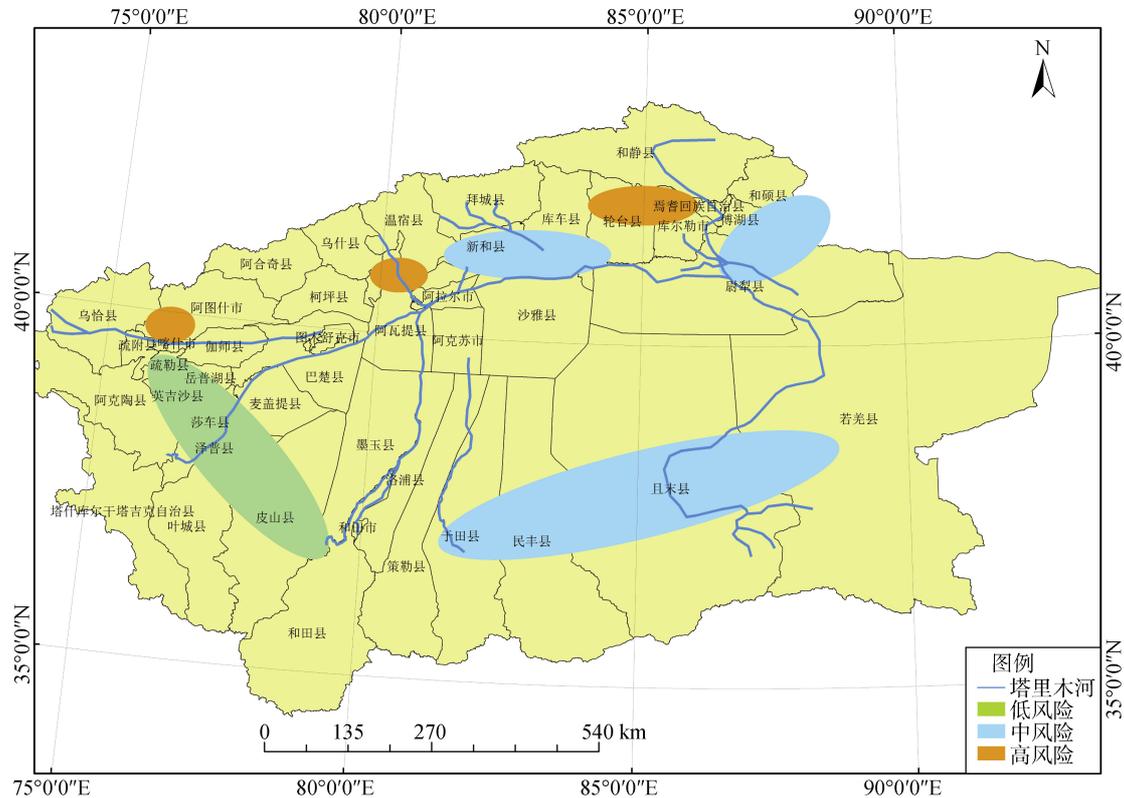


图 5 社会生态风险分布
Fig.5 Distribution of social ecological risk

表 7 1990—2015 年未利用地农业生产开发土壤生态风险源累积量
Table 7 Cumulation of soil ecological risk sources of unused land reclamation in 1990—2015

地区	地区土壤生态 风险均值	新增耕地 (万 hm^2)	累积化肥施用量 (万 t, 折纯)	单位面积累积量 (t/hm^2)	累积地膜覆盖面积 (万 hm^2)	单位面积累积量 (hm^2/hm^2)
巴州	0.087 6	34.13	191.42	5.61	238.94	7.00
阿克苏	0.103 0	36.89	304.33	8.25	345.45	9.36
克州	0.034 5	3.22	11.51	3.57	10.48	3.25
喀什	0.084 8	73.11	256.65	3.51	302.38	4.14
和田	0.092 5	10.57	56.57	5.35	23.26	2.20
合计		157.92	820.48		920.50	
均值	0.080 5	31.58	164.10	5.26	184.10	5.19

3.2.2 水环境生态风险响应分析 塔里木河流域水环境生态风险均值为 0.151 3, 1990—2015 年水资源下降量合计 85.53 亿 m^3 , 人均水资源平均减少 25 805.12 m^3 , 累积灌溉用水量合计 1 447.61 亿 m^3 , 累积水土流失面积合计 244.29 万 hm^2 (表 8)。SPSS 线性回归结果显示: 水资源下降量, 人均水资源下降量与地区水环境生态风险均值呈负相关, 响应系数分别为 -2.091、-1.994; 累积灌溉用水量、累积水土流失面积与地区水环境生态风险均值呈正相关, 响应系数分别为 3.690、6.185。

3.2.3 社会生态风险响应分析 塔里木河流域社会生态风险均值为 0.028 5, 1990—2015 年草地资源减少量合计 245.85 万 hm^2 , 森林资源减少量合计 22.12 万 hm^2 , 土地沙化面积合计 48.52 万 km^2 , 荒漠化土地总面积 53.45 万 km^2 (表 9)。SPSS 线性回归显示: 草地资源减少量、森林资源减少量与地区社会生态风险均值呈负相关, 响应系数为 -0.232, -6.620; 土地沙化面积、荒漠化土地总面积与地区社会生态风险均值呈正相关, 响应系数为 9.617, 23.263。

表 8 1990—2015 年未利用地农业生产开发生态风险源累积量
Table 8 Cumulation of water environment ecological risk source of unused land reclamation in 1990—2015

地区	地区水环境生态 风险均值	新增耕地 (万 hm ²)	水资源下降量 (亿 m ³)	人均水资源下降量 (m ³)	累积灌溉用水量 (亿 m ³)	累积水土流失面积 (万 hm ²)
巴州	0.164 8	34.13	23.63	8 317.59	230.38	49.88
阿克苏	0.193 6	36.89	11.58	1 852.29	323.71	53.09
克州	0.064 9	3.22	12.15	9 273.37	38.04	10.01
喀什	0.159 5	73.11	16.94	1 811.90	748.46	82.47
和田	0.1739	10.57	21.22	4 549.97	107.02	48.83
合计		157.92	85.53	25 805.12	1 447.61	244.29
均值	0.151 3	31.58	17.11	5 161.02	289.52	48.86

表 9 1990—2015 年未利用地农业生产开发社会生态风险源累积量
Table 9 Cumulation social ecological risk sources of unused land reclamation in 1990—2015

地区	地区社会生态 风险均值	新增耕地 (万 hm ²)	草地资源减少量 (万 hm ²)	森林资源减少量 (万 hm ²)	土地沙化面积 (万 km ²)	荒漠化土地总面积 (万 km ²)
巴州	0.031 1	34.13	53.13	3.59	24.61	21.08
阿克苏	0.036 5	36.89	57.43	4.29	6.17	8.29
克州	0.012 2	3.22	5.01	2.37	2.04	3.08
喀什	0.030 1	73.11	113.82	1.90	2.46	3.51
和田	0.032 8	10.57	16.46	9.97	13.24	17.49
合计		157.92	245.85	22.12	48.52	53.45
均值	0.028 5	31.58	49.17	4.42	9.70	10.69

4 结论与建议

1) 本文以塔里木河流域未利用地农业生产开发生态风险为研究对象,构建生态风险评价体系,运用 SR(状态-响应)模型和生态指数法,完成 183 块农业生产开发地块生态风险评价,从县域和单元两个层次进行空间分析,得到以下结论:高风险集中带有阿克苏高风险带,单元 RI_{mean} 为 0.432 2;墨玉县高风险带,单元 RI_{mean} 为 0.476 2;伽师县高风险带,单元 RI_{mean} 为 0.512 5。

2) 未利用地农业生产开发土壤风险较高的集中在新和县、墨玉县与洛浦县临界地带,风险程度达 0.11;水环境生态风险较高的地区分别在库车县与新和县交界处、民丰县与于田县交界处等地,前二者平均生态风险值分别为 0.043 2、0.041 5;社会生态风险较高的地区位于轮台县东北部与焉耆回族自治县交界处、阿瓦提县与温宿县交界处等地,前二者社会生态风险平均值分别为 0.037 5、0.035 3。

3) 塔里木河流域未利用地农业生产开发风险管控思路和建议:数量管控。塔里木河流域 1990—2015 年新增耕地合计 157.92 万 hm²,占后备土地资源的

17.86%。由于土壤生态风险、水环境生态风险和社会风险评价指数都与未利用地农业生产开发面积有很高的线性相关性,建议对未利用地农业生产开发数量实施严格把控,降低生态风险发生的基数和范围^[16]。

布局管控。从流域新增耕地层面看,1990—2015 年叶尔羌河流域的未利用地农业生产开发现象最为显著,开都河与孔雀河流域、喀什噶尔河流域与和田河流域未利用地农业生产开发现象较少,建议叶尔羌河流域调整农业生产结构和土地利用结构,降低农业生产附带的生物性、化学物理性生态威胁;适当的条件下遵循生态退耕或宜荒则荒的生态原则,缩小农业生产边界,减缓土地生态风险蔓延的步伐。时序管控。1990—2015 年期间,全疆新增耕地 210.05 万 hm²,塔里木河流域新增耕地 157.92 万 hm²,占全疆耕地增量的 75.18%,并以 2005 年为拐点开始快速增长。建议实施更为严格和精准的耕地后备资源潜力评价,将生态风险评价与预测纳入范畴。从地区生态-社会-经济-人口、粮食安全与农产品价格、扶贫与生态保护角度,编制具有跨区综合指导意义的未利用地开发规划,科学有序地安排中长期后备耕地资源的开发计划,实现区域间环境修复与利用的可持续发展^[17]。

参考文献：

- [1] 李吉龙, 刘新平. 基于 BP 神经网络的未利用地开发生态风险预警研究——以新疆阜康市为例[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(10): 500–503
- [2] 韩茹茹, 周北海, 李楠, 等. 基于系统水平的湖泊流域生态风险评估[J]. 环境科学研究, 2015, 28(7): 1122–1129
- [3] 罗由林, 李启权, 王昌全, 等. 近 30 年川中丘陵区不同土地利用方式土壤碳氮磷生态化学计量特征变化[J]. 土壤, 2016, 48(4): 726–733
- [4] 刘海兰. 塔里木河不同断面胡杨径向生长对水分响应的研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆师范大学, 2015
- [5] 李照星. 辽宁省沿海城市生态风险评价及空间分异特征研究[D]. 沈阳: 辽宁师范大学, 2014
- [6] 李庭. 废弃矿井地下水污染风险评价研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2014
- [7] 熊勤犁, 肖洋, 史雅娟, 等. 长江上游重庆段流域生态风险评价——基于 RRM 模型[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2013, 35(11): 141–146
- [8] 赵彩霞. 甘肃白龙江流域生态风险评价[D]. 兰州: 兰州大学, 2013
- [9] 吴文婕. 石羊河流域绿洲水土资源利用生态风险评价研究[D]. 兰州: 西北师范大学, 2012
- [10] 王敬, 程谊, 蔡祖聪, 等. 长期施肥对农田土壤氮素关键转化过程的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(2): 292–304
- [11] 章海波, 骆永明, 李志博, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究——污染土壤的生态风险评估[J]. 土壤学报, 2007, 44(2): 338–349.
- [12] 舒成强, 蒋良群, 陈曦, 等. RS 和 GIS 支持下的生态风险评估——以塔里木河下游为例[J]. 测绘科学, 2009, 34(3): 28–30, 18
- [13] 薛英, 王让会, 张慧芝, 等. 塔里木河干流生态风险评价[J]. 干旱区研究, 2008, 25(4): 562–567
- [14] 米琳迪. 雅安地震灾区生境适宜性—敏感性—生态风险综合评价研究[D]. 四川绵阳: 西南科技大学, 2016
- [15] 杨克磊, 张建芳, 杨晓帆, 等. 唐山市南湖生态示范区景观生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2008(3): 104–109
- [16] 岳荣, 史锐, 张红. 土壤中重金属累积特征及生态风险评估——以乌拉特后旗有色金属冶炼企业集中区为例[J]. 土壤, 2016, 48(2): 314–321
- [17] 宋金茜, 朱权, 姜小三, 等. 基于 GIS 的农业土壤重金属风险评价研究——以南京市八卦洲为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(1): 81–91

Study on Ecological Risk of Unused Land Reclamation in Tarim River Basin

JIAO Wei¹, LIU Xinping^{1*}, WU Rongwei², LIANG Lingxia¹, ZHANG Lin¹

(1 College of Management, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China; 2 Xinjiang Institute of Ecology and Geography, CAS, Urumqi 830011, China)

Abstract: Potential ecological risk exists in local area due to the ecological vulnerability and the absoluteness of unused land reclamation in agricultural development process in Tarim River Basin. This paper selected Tarim River Basin as the study area, and assessed soil, water environment and social ecological risks resulted from unused land reclamation by using the methods of AHP and ecological risk index. The following conclusions were obtained by response analysis and the cumulation of risk sources at county scale: 1) Ecological risk is higher in Baicheng, Akesu, Wushi, Kashi and Alar, while is lower mainly in the belts of Ruoqiang-Qiemo, Atushi-Wuqia, Pishan, Yengisar-Shache. 2) Soil ecological risk is higher in the critical zones of Xinhe, Moyu and Luopu, water ecological risk is higher in the boundary between Xinhe and Kuche, ecological risk value was 0.043 2, and social ecological risk is higher in the boundary between the northeast of Luntai and Yanqi, the boundary between Awati and Wensu, and the boundary between the southwest of Atux and Kashi.

Key words: Unused land; Reclamation; Risk assessment; AHP; Tarim River Basin